DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2024.06.033
范萍萍,陈佳,张峰,等.喀斯特地质高背景区浅层裂隙土壤 Cd 剖面分布规律及其影响因素[J].水土保持学报,2024,38(6):310-321.
FAN Pingping, CHEN Jia, ZHANG Feng, et al. Distribution pattern of cadmium in the profile of shallow fissure soil and its influencing factors in karst areas with high geological background[J].Journal of Soil and Water Conservation,2024,38(6):310-321.

喀斯特地质高背景区浅层裂隙土壤 Cd 剖面分布规律及其影响因素

范萍萍[1], 陈 佳[1,2,3,4], 张 峰[1], 牛 勇[2,3], 方怒放[4], 吴泽燕[2,3], 蔡华银[1]
(1.贵州大学农学院,贵阳 550025;2.自然资源部岩溶生态系统与石漠化治理重点实验室,中国地质科学院岩溶地质研究所,广西 桂林 541004;3.广西平果喀斯特生态系统国家野外科学观测研究站,广西 桂林 541004;4.西北农林科技大学黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,陕西 杨凌 712100)

摘 要:[**目的**]研究浅层喀斯特裂隙土壤 Cd 的剖面分布规律,分析不同因素对裂隙中 Cd 分布的影响状况,为今后研究地下裂隙土壤中 Cd 的分布规律及 Cd 污染防治提供科学依据。[**方法**]以黔西北典型地质高背景区小流域为研究对象,系统分析浅层裂隙土壤 Cd 的全量和形态,以及 pH、有机质含量、阳离子交换量(CEC)、粒径和团聚体等 5 种土壤性质指标,通过方差和相关分析阐明裂隙剖面土壤 Cd 的分布规律及其影响因子。[**结果**](1)裂隙土壤的理化因子对 Cd 分布影响显著;(2)裂隙土壤 pH 平均为 6.70,Cd 含量平均为 2.99 mg/kg,其剖面分布呈现 0—20 cm 富集,随土层深度增加逐渐减少,赋存形态以可还原态为主;(3)Cd 全量主要受 pH、CEC、黏粒、粉粒和水稳性团聚体的共同影响,但其剖面分布的主控因子是 CEC;(4)Cd 形态分布的控制因子则因形态而异,弱酸提取态的分布主要受有机质控制,可还原态主要受 CEC 控制,可氧化态受 CEC、黏粒和粉粒共同影响,残渣态的主控因子为粉粒含量;(5)漏斗形和梯形裂隙剖面土壤 Cd 含量显著小于长方形裂隙剖面土壤 Cd 含量。[**结论**]裂隙土壤 Cd 剖面分布规律受土壤理化性质和裂隙形态共同影响,长方形裂隙更易导致 Cd 的累积。

关键词: 岩溶裂隙; 镉; 剖面分布; 影响因素
中图分类号:X171.5 **文献标识码:**A **文章编号:**1009-2242-(2024)06-0310-12

Distribution Pattern of Cadmium in the Profile of Shallow Fissure Soil and Its Influencing Factors in Karst Areas with High Geological Background

FAN Pingping[1], CHEN Jia[1,2,3,4], ZHANG Feng[1], NIU Yong[2,3],
FANG Nufang[4], WU Zeyan[2,3], CAI Huayin[1]
(1. *College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang* 550025, *China*; 2. *Key Laboratory of Karst Ecosystem and Treatment of Rocky Desertification, Ministry of Natural Resources, Institute of Karst Geology, CAGS, Guilin, Guangxi* 541004, *China*; 3. *Pingguo Guangxi, Karst Ecosystem, Observation and Research Station, Guilin, Guangxi* 541004, *China*; 4. *State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi* 712100, *China*)

Abstract: [**Objective**] To study the vertical distribution pattern of cadmium (Cd) in shallow karst fissure soil, analyze the impacts of various factors on the distribution of Cd in fissures, and provide a scientific basis for future research on the distribution pattern of Cd in underground fissure soil and the prevention and control of Cd pollution. [**Methods**] Taking the small watershed of Baobao Mountain in Weining County, a region with a typical high geological background in the northwest of Guizhou, as the research object, the

收稿日期:2024-09-15 **修回日期:**2024-09-27 **录用日期:**2024-10-08 **网络首发日期**(www.cnki.net):2024-12-12
资助项目:国家自然科学基金项目(42367047);自然资源部岩溶生态系统与石漠化治理重点实验室开放基金专项/广西岩溶动力学重大科技创新基地开放课题项目(YRSW-2023-086);中国科学院水利部水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室基金项目(F2010121002-202416)
第一作者:范萍萍(1995—),女,硕士研究生,主要从事土壤侵蚀对重金属迁移的影响研究。E-mail:gs.ppfan22@gzu.edu.cn
通信作者:陈佳(1983—),男,博士,副教授,主要从事土壤侵蚀及其环境效应研究。E-mail:chen_li@nwafu.edu.cn

total Cd concentration and speciation of Cd in shallow fissure soil, along with five soil property indicators such as pH value, organic matter content, cation exchange capacity (CEC), particle size, and aggregate were systematically analyzed. The distribution pattern of Cd and its influencing factors were examined using one-way ANOVA and correlation analysis. [**Results**] (1) The physical and chemical properties of the fissure soil significantly affected the distribution of Cd. (2) The average pH value of the fissure soil was 6.70. The average Cd concentration was 2.99 mg/kg, the concentration was high at 0—20 cm and gradually decreased with increasing soil depth, and Cd was predominantly in the reducible form. (3) Total Cd concentration was mainly influenced by soil pH, CEC, clay, silt, and water-stable aggregates, with CEC being the primary controlling factor for the vertical distribution of Cd. (4) The distribution of Cd speciation was controlled by different factors, depending on the form of Cd, with the weak acid-extractable form primarily influenced by organic matter, the reducible form mainly influenced by CEC, the oxidizable form mainly influenced by CEC, clay, and silt, and the residual form mainly influenced by silt content. (5) There was a significant difference in Cd concentration between the soils of funnel-shaped and trapezoidal fissure profiles and the rectangular fissure profile. [**Conclusion**] The vertical distribution pattern of Cd in fissure soil is jointly influenced by soil physicochemical properties and fissure morphology, with rectangular fissures being more conducive to the accumulation of Cd.

Keywords: karst fissure; cadmium; profile distribution; influencing factors

Received: 2024-09-15　　**Revised**: 2024-09-27　　**Accepted**: 2024-10-08　　**Online**(www.cnki.net): 2024-12-12

工农业的快速发展引发了一系列土壤环境问题,其中土壤重金属污染受到广泛关注[1]。《全国土壤污染调查公报(2014)》[2]显示,我国土壤镉(Cd)污染尤为突出,超标率达 7%,其中西南喀斯特地区超标范围较广。该区下伏基岩主要以碳酸盐岩为主,因岩溶作用强烈,浅层孔(裂)隙及地下岩溶管道发达,表层土壤在径流作用下可通过裂隙管道向下流失或滞留在裂隙中,形成独特的裂隙-土壤系统[3]。Cd 是生物体毒性最强的重金属之一,可迁移性强,在人类活动、淋溶、侵蚀等作用下不断向下迁移,污染深层土壤甚至地下水[4]。研究 Cd 在剖面中的分布可以反映 Cd 在土壤中的累积情况及迁移能力,揭示其迁移路径,为土壤 Cd 污染防治提供科学依据。然而,裂隙土壤由于其来源、赋存环境、淋溶过程及理化性质等与非裂隙土壤相比发生了较大变化[5-6],裂隙剖面土壤 Cd 分布规律极可能与非裂隙剖面土壤 Cd 的分布规律不同,而相关研究相对匮乏,亟需深入研究。

对于土壤 Cd 剖面分布研究,目前主要集中在农田、林地、矿区等非裂隙土壤,这些研究表明,非裂隙土壤中 Cd 含量随土层深度增加虽偶有波动,但总体呈递减趋势。朱舒等[7]对关中平原农田土壤剖面 Cd 垂直分布研究得出,Cd 随土层深度增加逐渐减少;王雪雯等[8]对地质高背景与污染叠加区的耕地和林地土壤剖面 Cd 分布研究得出,2 种土地利用方式下表层土壤 Cd 含量均高于底层土壤 Cd 含量,且 Cd 含量随土层深度增加呈逐渐降低趋势;罗谦等[9]对铅锌矿区周边耕地土壤 Cd 垂直分布研究得出,Cd 随土层深度增加呈波浪式减少。关于裂隙土壤剖面中 Cd 的分布研究目前尚处于空白阶段,需进行深入研究。浅层裂隙土壤来源主要分为侵蚀沉积、溶蚀淀积和塌积充填 3 种[10],非裂隙土壤则主要由岩石风化成土,土壤来源的差异导致 2 种剖面土壤理化性质差异显著,YAN 等[11]对裂隙土壤与非裂隙土壤理化性质研究得出,2 种土壤中有机质、土壤质地及团聚体含量存在显著差异,这种差异可能对 Cd 的分布产生影响。Cd 的总量分布由其在土壤中各赋存形态发生的氧化还原反应、吸附与解吸等环境行为的综合作用所决定,而这些形态受土壤理化性质的直接影响[12]。目前非裂隙剖面土壤理化性质对 Cd 分布的影响已开展较多研究,Cd 在其中的分布与 pH、有机质等含量相关[13],其次,在不同土层中的主要影响因子不同[7]。而对裂隙剖面土壤的研究主要集中在土壤性质、养分、水分入渗、团聚体等[6,14],尚未开展土壤理化性质对 Cd 分布影响的相关研究。裂隙土壤理化性质不仅与土壤来源相关,也与裂隙形态相关。裂隙形态决定裂隙土壤漏失特征,影响裂隙土壤的剖面分布,熊佰炼等[15]对裂隙土壤团聚体稳定性研究得出,漏斗形裂隙土壤团聚体稳定性低于矩形裂隙土壤团聚体。裂隙作为地下漏失的主要通道,对 Cd 的迁移起着关键作用。本研究聚焦于裂隙土壤中 Cd 的分

布规律及其影响因素，旨在揭示裂隙土壤中 Cd 的环境行为，以期为今后探究地下裂隙土壤中 Cd 的分布迁移提供研究思路。

贵州属于于典的型喀斯特地区，其土壤 Cd 背景值为我国地球化学丰度值的 2.5～3.5 倍[16]，为典型的地质高背景区，其中黔西北地区受区域地球化学与成土过程的综合影响而具有 Cd 高背景属性[17]。基于此，本研究以黔西北喀斯特地质高背景区浅层裂隙土壤为研究对象，通过测定土壤 Cd 含量与形态，结合土壤理化性质、裂隙形态综合分析，揭示裂隙土壤中 Cd 含量与形态的剖面分布规律及其影响因素，为深入认识喀斯特地区裂隙土壤 Cd 的环境行为和制定 Cd 污染防控策略提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

威宁县双龙镇(26°47′05″—26°55′43″N，104°03′06″—104°10′55″E)土壤 Cd 含量较高，石漠化程度严重，表层岩溶带在溶蚀作用下易发育成裂隙、溶沟和溶洞等，降雨作用下地表土壤易被径流带入裂隙中，聚集形成裂隙土壤。裂隙发育与岩性相关，石灰岩裂隙较白云岩裂隙发育更为强烈[18]，双龙镇包包上小流域内主要为石灰岩，故将样点布设在此(图 1)。该区域平均海拔 2 511 m，年平均降水量为 954 mm，属亚热带季风湿润气候，地貌以山地丘陵为主，土地利用类型主要以旱地为主，主要农作物包括马铃薯、玉米、豆类等。采样点布设远离居民建设用地，周边 5 km 内无养殖场、铅锌矿开采及铅锌冶炼等污染源。

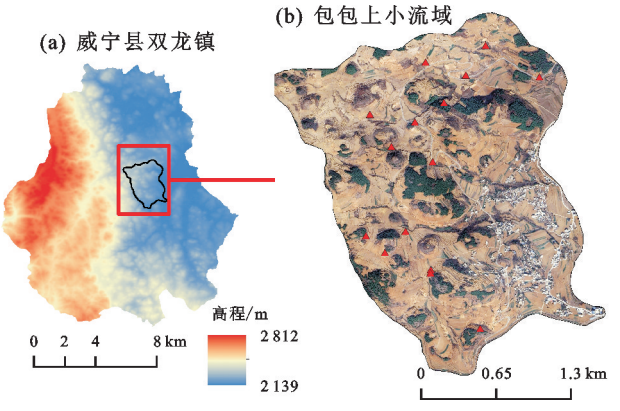


图 1 研究区采样点位分布

Fig. 1 Distribution map of the sampling points in the study area

1.2 样品采集与分析

浅层裂隙具有隐蔽性，通过现场开挖调查不仅耗费人力和财力，且难以获得具有代表性的裂隙样点，故选取自然坡边断面作为研究对象，共采集 15 条浅层裂隙剖面土样(表 1)。采样前，剔除剖面表面的植被草根等，沿剖面自上而下修成自然面，固定标尺后以 20 cm 深度为间隔，自下而上挖取 0—20，20—40，40—60，60—80，80—100 cm 层土壤，每个土样约 2 kg，共采集 75 个土壤样品，样品采集后装入自封袋，贴好标签运回实验室。土壤样品自然风干后剔除石块、根系及动物残体等，研磨后分别过 2，0.149 mm 尼龙筛，分别用于测定土壤理化性质和土壤 Cd 含量及形态。

表 1 裂隙剖面概况

Table 1 Overview of the cross-section profiles of the fissure

裂隙编号	裂隙形态	地理坐标		海拔/m	岩性	迹长/cm	张开度/cm
		纬度(N)	经度(E)				
1	漏斗型	26°51′26″	104°18′05″	2 235.1	石灰岩	140	93
2	漏斗型	26°51′25″	104°07′48″	2 241.9	石灰岩	120	89.5
3	漏斗型	26°52′17″	104°08′17″	2 190.6	石灰岩	150	84
4	漏斗型	26°52′07″	104°07′32″	2 262.3	石灰岩	190	124
5	漏斗型	26°52′10″	104°07′52″	2 236.0	石灰岩	110	70
6	长方形	26°48′37″	104°07′58″	2 223.6	石灰岩	157	60
7	长方形	26°52′05″	104°07′44″	2 251.4	石灰岩	155	50
8	长方形	26°52′25″	104°08′03″	2 239.2	石灰岩	149	34
9	长方形	26°51′59″	104°07′38″	2 286.3	石灰岩	152	38
10	长方形	26°51′55″	104°07′49″	2 250.5	石灰岩	180	60
11	梯形	26°52′21″	104°07′47″	2 244.4	石灰岩	230	100
12	梯形	26°51′11″	104°08′01″	2 165.0	石灰岩	120	51
13	梯形	26°51′31″	104°07′36″	2 262.5	石灰岩	85	40
14	梯形	26°51′36″	104°07′42″	2 248.2	石灰岩	180	65
15	梯形	26°51′29″	104°07′31″	2 256.5	石灰岩	146	40

土壤物理性质测定：土壤质地采用比重计法测定，根据国际制划分砂粒(2～0.02 mm)、黏粒(<0.002 mm)、粉粒(0.02～0.002 mm)；阳离子交换量(CEC)采用 EDTA-乙酸铵盐交换法测定。土壤团聚体采用干筛、湿筛法测定。干筛法：称取自然风干土样 250 g，依次通过 5，2，1，0.5，0.25 mm 的套筛，称重并计算各级

团聚体的百分含量;湿筛法:将干筛后的各粒径土壤按质量比例配成 50 g 土样放入相同目径的套筛,在团聚体分析仪中垂直振荡 30 min 后将土样烘干到恒重,以此计算各级团聚体的百分含量。

土壤化学性质测定:土壤 pH 采用电位法;取 2.5∶1 的蒸馏水和风干土混合后用磁力搅拌器搅拌后静置 30 min 用 pH 计测定;有机质采用重铬酸钾外加热法,取 0.2 g 左右土样,加入 5 mL 0.8 mol/L 重铬酸钾和 5 mL 硫酸,180 ℃左右油浴 5 min 后加入邻菲罗啉指示剂,用 0.2 mol/L 硫酸亚铁滴定,计算有机质含量。土壤样品 Cd 的测试分析由贵州省煤田地质局实验室完成,依据《固体废物 金属元素的测定电感耦合等离子体质谱法》(HJ 766—2015)[19] 进行样品的消解和测定,采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)对 Cd 进行检测,测试过程中加入标准土壤 GSS-5 作为质控样,按照 10%的比例对样品随机抽取平行样进行分析,平行样的相对偏差符合检测标准的要求。Cd 形态采用 BCR 连续提取法,将 Cd 形态分为弱酸提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4),提取液中的 Cd 形态用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)进行测定。

1.3　数据处理

本研究利用 Microsoft Excel 2016 软件处理试验原始数据,利用 SPSS 22.0 软件对数据进行分析,采用 ArcMap 10.8、Chiplot 和 Origin 2024 软件进行图表绘制和可视化处理。

2　结果与分析

2.1　浅层裂隙土壤理化性质剖面分布特征

由图 2 可知,裂隙剖面土壤 pH 为 5.45～7.58,平均值为 6.70,土壤呈中性。有机质含量为 13.00～57.24 g/kg,平均值为 29.38 g/kg,CEC 含量为 12.65～32.57 cmol/kg,平均值为 21.17 cmol/kg。剖面土壤主要以黏粒为主,占比高达 49%。干筛法测得土壤中抗机械性团聚体以>2 mm 团聚体为主,湿筛法测得土壤中抗水稳性团聚体则以 0.5～2 mm 团聚体为主。

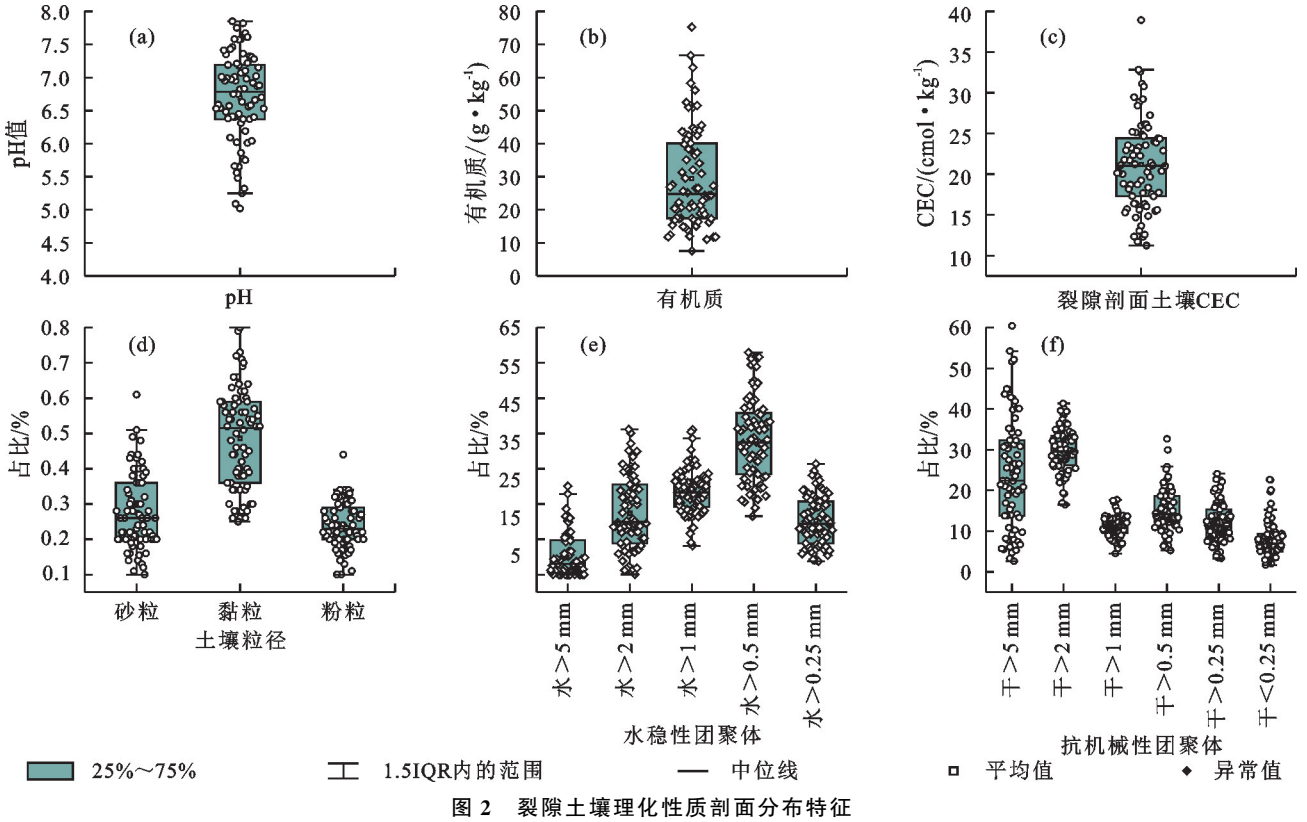


图 2　裂隙土壤理化性质剖面分布特征

Fig.2　Characteristics of the distribution of physicochemical properties of the fissure soil along the profile

由表 2 可知,随土层深度增加,pH 逐渐增加,逐渐趋向于中性;有机质和 CEC 含量随土层深度增加逐渐降低,有机质在 80—100 cm 处略微增加,CEC 在 80—100 cm 明显增加。剖面土壤表层有机质含量明显富集,这与表层植被相关。所采裂隙剖面表层土壤覆盖物主要为灌木和草木,其凋落物和枯死根系是表层土壤有机质的主要来源,在淋溶作用下有机质向深层土壤迁移。各土层土壤粒径均为黏粒占比最高,其次为砂粒、粉粒。砂粒占比随土层深度增加呈波浪式减少,占比最高的在 20—40 cm 为 30.40%;粉粒随土层深度增加变化平稳,表现为略有减少趋势;黏粒随土层深度增加呈波浪式增加,占比最高的在 80—100 cm 为 52.57%,可能与裂隙土壤来源和淋溶作用相关。由表 3 可知,通过干、湿筛法分别得到抗机械

力分散的力稳定性团聚体和抗水力分散的水稳性团聚体，干筛作用下各层土壤中以>2 mm团聚体为主，湿筛作用下>2 mm团聚体含量较干筛作用大幅度降低，0.5～2 mm团聚体含量占比增加。

表2 裂隙剖面土壤理化性质分布特征

Table 2 Distribution characteristics of physicochemical properties of the soil in the cross-sections of the fissure

土层深度/cm	pH	有机质/(g·kg^{-1})	CEC/(cmol·kg^{-1})	土壤粒径/%		
				砂粒	黏粒	粉粒
0—20(n=15)	6.63±0.16	32.86±4.62	22.10±1.39	27.0±2.8	48.8±3.7	24.2±1.5
20—40(n=15)	6.63±0.22	30.22±4.19	20.76±1.30	30.4±3.0	45.0±4.0	24.6±1.5
40—60(n=15)	6.67±0.18	29.23±3.69	20.85±1.55	27.8±3.4	48.9±4.0	23.3±1.8
60—80(n=15)	6.56±0.17	27.22±3.82	20.32±1.41	28.3±2.7	47.9±3.8	23.8±1.7
80—100(n=14)	7.01±0.14	27.40±3.29	21.84±1.73	24.1±2.1	52.6±3.3	23.3±2.2
平均值	6.69±0.08	29.41±1.74	21.17±0.65	27.6±1.3	48.6±1.7	23.8±0.8

注：表中数据为平均值±标准误。下同。

表3 裂隙剖面土壤团聚体组成

Table 3 Composition of soil aggregates in the soil of the fissure profiles

土层深度/cm	团聚体/%										
	水>5mm	水>2mm	水>1mm	水>0.5mm	水>0.25mm	干>5mm	干>2mm	干>1mm	干>0.5mm	干>0.25mm	干<0.25mm
0—20(n=15)	5.73±1.80	17.93±2.36	26.07±1.45	36.33±2.29	13.93±1.78	22.67±3.00	30.07±1.80	11.00±0.32	14.93±0.88	12.27±1.38	8.80±1.67
20—40(n=15)	5.87±1.69	17.67±2.75	24.07±1.72	37.47±3.12	14.67±1.37	23.87±2.98	30.33±1.40	11.47±0.76	15.27±1.28	11.80±1.15	7.60±1.14
40—60(n=15)	4.13±1.47	17.60±2.92	21.87±1.47	39.93±3.16	16.33±1.78	23.60±3.64	29.13±1.23	11.53±0.87	15.47±1.39	12.40±1.33	7.67±0.90
60—80(n=15)	6.53±1.92	17.07±2.82	22.73±1.61	38.47±3.00	15.13±2.24	24.73±3.89	29.67±1.30	10.87±0.77	14.87±1.52	11.67±1.37	8.00±1.13
80—100(n=14)	4.50±1.18	16.50±3.21	23.21±2.21	39.57±4.13	16.29±2.10	26.00±4.65	29.29±1.54	11.14±0.94	15.14±1.99	11.21±1.54	7.29±1.16
均值	5.36±0.72	17.36±1.23	23.59±0.76	38.34±1.39	15.26±0.82	24.15±1.60	29.70±0.64	11.20±0.33	15.14±0.63	11.88±0.59	7.88±0.54

2.2 浅层裂隙土壤剖面Cd和形态含量分布特征

裂隙剖面土壤中Cd含量为0.37～7.88 mg/kg，平均值为2.99 mg/kg，是贵州土壤Cd背景值(0.66 mg/kg)的4.53倍。由表4可知，裂隙剖面土壤Cd含量表现为表层(0—20 cm)高于底层(80—100 cm)，表层土壤Cd平均含量为底层的1.71倍，且各土层Cd含量均超过贵州土壤背景值。由图3a可知，裂隙剖面各土层含量从表层到底层依次为3.41，3.17，2.83，2.62，2.91 mg/kg，土壤Cd含量随土层深度变化明显，在0—80 cm处Cd含量随土层深度增加而逐渐减少，表明Cd在裂隙土壤中存在较为明显的淋溶下移性，在80—100 cm处Cd含量明显增加，为裂隙剖面垂直分布的转折层。

表4 裂隙土壤Cd含量及形态含量

Table 4 Cadmium (Cd) concentration and speciation in fissure soil

土层深度/cm	Cd含量/(mg·kg^{-1})				Cd赋存形态含量/(mg·kg^{-1})			
	最小值	最大值	平均值±标准误	变异系数	F1	F2	F3	F4
0—20(n=15)	0.77	7.88	3.41±1.85	0.54	0.86	1.35	0.29	0.91
20—40(n=15)	0.50	7.78	3.17±1.94	0.61	0.67	1.30	0.27	0.93
40—60(n=15)	0.37	6.52	2.83±1.37	0.49	0.56	1.14	0.23	0.90
60—80(n=15)	0.38	4.77	2.62±1.17	0.45	0.50	1.04	0.21	0.87
80—100(n=14)	0.45	5.40	2.91±1.33	0.46	0.51	1.23	0.24	0.94
总计	0.37	7.88	2.99±1.55		0.62	1.21	0.25	0.91

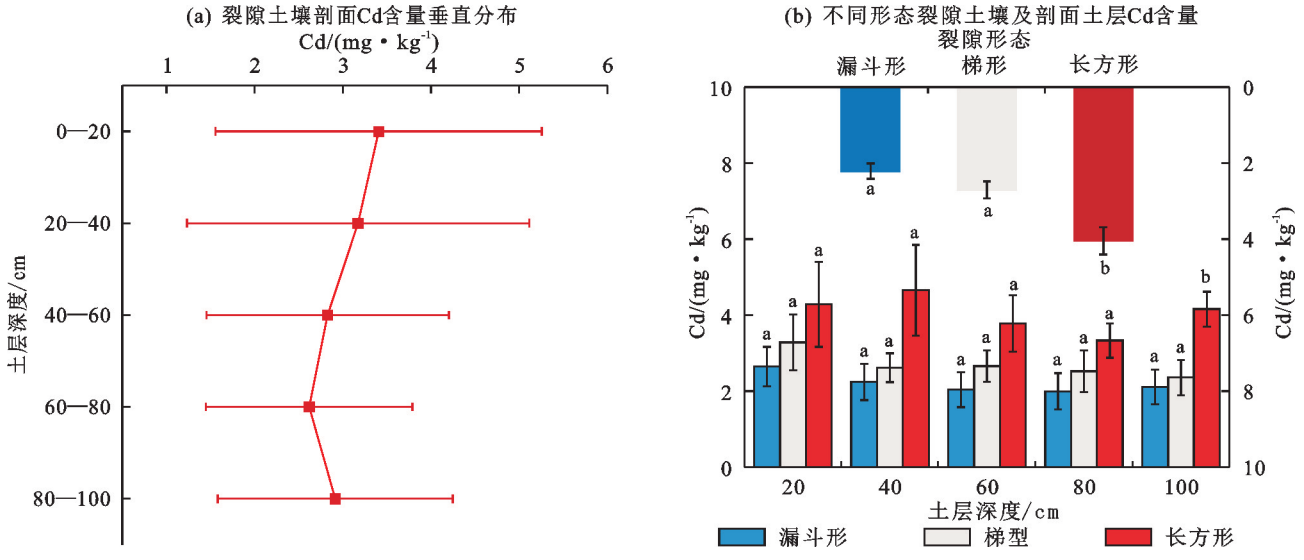
注：n为样品数量；F1为弱酸提取态；F2为可还原态；F3为可氧化态；F4为残渣态。下同。

所采集裂隙剖面根据其形态分类可分为漏斗形、梯形和长方形3类，3种裂隙形态中，长方形裂隙土壤Cd含量高于漏斗形和梯形裂隙土壤Cd含量，且在裂隙剖面各土层中也存在此现象。

由图3b单因素方差分析可知，漏斗形与梯形裂隙土壤Cd含量无显著性差异，但二者均与长方形裂隙土壤Cd含量差异显著，显著小于长方形裂隙土壤Cd含量；3种裂隙形态的土层中，0—80 cm处Cd含量均无显著性差异，但在80—100 cm处，漏斗形和梯形裂隙土壤Cd含量与长方形裂隙土壤Cd含量差异显著。

裂隙土壤Cd形态占比表现为可还原态(F2)(40.53%)>残渣态(F4)(30.71%)>弱酸提取态(F1)(20.50%)>可氧化态(F3)(8.26%)，分布规律

表现为 F1 随着土层深度增加逐渐减少,F2 随土层深度增加呈现先减少后增加的趋势,F3 大致呈随土层深度增加而减少,F4 在 0—80 cm 随土层深度增加而增加,在 80—100 cm 处略微降低,但总体呈增加趋势。可还原态占比超过残渣态,表明重金属稳定性相对减弱,迁移活性可能增加(图 4)。



注:图柱上方不同小写字母表示不同裂隙形态同一土层 Cd 含量差异显著($p<0.05$)。

图 3　裂隙土壤剖面 Cd 含量

Fig.3　Cadmium concentration in the fissure soil profile

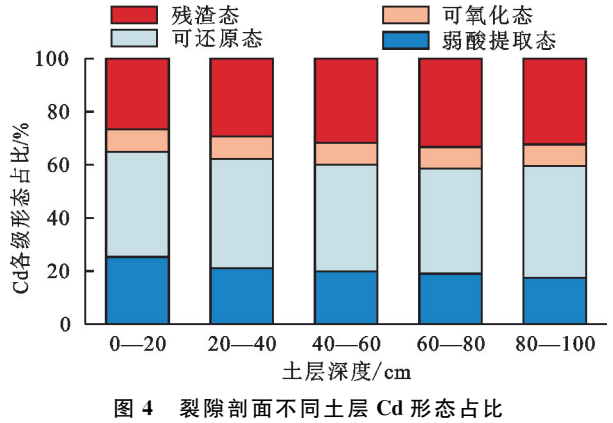


图 4　裂隙剖面不同土层 Cd 形态占比

Fig.4　Proportions of different cadmium species in various soil layers of the fissure profile

2.3　浅层裂隙剖面土壤理化性质对 Cd 含量和形态的影响

Pearson 相关分析(图 5)表明,裂隙剖面中土壤 pH、CEC、黏粒、粉粒和>2 mm 的水稳性团聚体是影响土壤 Cd 含量的主要因子。而裂隙各土层间影响土壤 Cd 含量的因子不同(图 6),0—20 cm 土层 Cd 含量与土壤理化性质无显著相关性,说明影响表层土壤 Cd 含量的主要因子并不是土壤理化性质;20—40 cm 土层中 Cd 含量的主要影响因子为 CEC 和>0.25 mm 的抗机械性团聚体,40—60,60—80 cm 土层中影响 Cd 含量的主要因子为 pH、CEC 和粉粒,80—100 cm 土层中影响 Cd 含量的主要因子为 CEC、黏粒、粉粒、>5 mm和>0.25 mm 的水稳性团聚体。

根据分析结果可知,除 0—20 cm 土层外,各土层中 Cd 含量均与 CEC 含量相关,且随着土层深度增加,其显著相关性越强。

Cd 的各形态与 Cd 含量呈极显著正相关,其相关系数分别为弱酸提取态(F1)$R=0.320$($p<0.01$),可还原态(F2)$R=0.630$($p<0.01$),可氧化态(F3)$R=0.709$($p<0.01$),残渣态(F4)$R=0.412$($p<0.01$)(图 5)。F1 与有机质、砂粒、>5 mm 水稳性团聚体呈极显著正相关,与黏粒呈极显著负相关,与>0.5 mm 水稳性团聚体呈显著负相关,与其他理化性质无显著相关性;F2、F3 和 F4 均与 pH、CEC 和黏粒呈极显著正相关,与粉粒呈极显著负相关,与>2 mm 水稳性团聚体呈显著相关性,F3 和 F4 与>2,>0.25 mm 水稳性团聚体呈显著相关性,F3 与砂粒呈显著负相关,F4 与>5 mm 水稳性团聚体呈极显著负相关。

由图 6 可知,在 0—20 cm 土层中,F1 与有机质含量、砂粒呈显著正相关,与黏粒和>1 mm 水稳性团聚体呈显著负相关,与>5 mm 水稳性团聚体呈极显著正相关,F2、F3 与土壤理化性质无显著相关性,F4 与粉粒呈显著负相关。20—40 cm 土层中 F1 和>5 mm 水稳性团聚体呈极显著正相关,与>0.5 mm 水稳性团聚体呈显著负相关,F2 与 CEC 呈极显著正相关,与>0.25 mm 抗机械性团聚体呈显著负相关,F3 与 CEC 呈显著正相关,与粉粒和>0.25 mm 抗机械性团聚体呈显著负相关,F4 与粉粒呈极显著负相关,与>5 mm 水稳性团聚体呈显著负相关。40—60 cm 中 F1 与土壤理化性质无显著相关性,F2、F3 与

CEC 呈极显著正相关，F2 与 pH 呈显著正相关，F3 与粉粒呈显著负相关，F4 与粉粒呈极显著负相关。60—80 cm 土层中 F1 与有机质呈极显著正相关，F2、F3 与 CEC 呈极显著正相关，F3、F4 与粉粒呈极显著负相关，F3 与黏粒呈显著正相关，与＞2 mm 水稳性团聚体呈显著负相关。80—100 cm 土层中，F1 与土壤理化性质无显著相关，F2、F3、F4 与＞2 mm 水稳性团聚体呈显著负相关，F2 与 CEC 呈显著正相关，F3 与 CEC 呈极显著正相关，与黏粒呈显著正相关，与粉粒呈显著负相关。

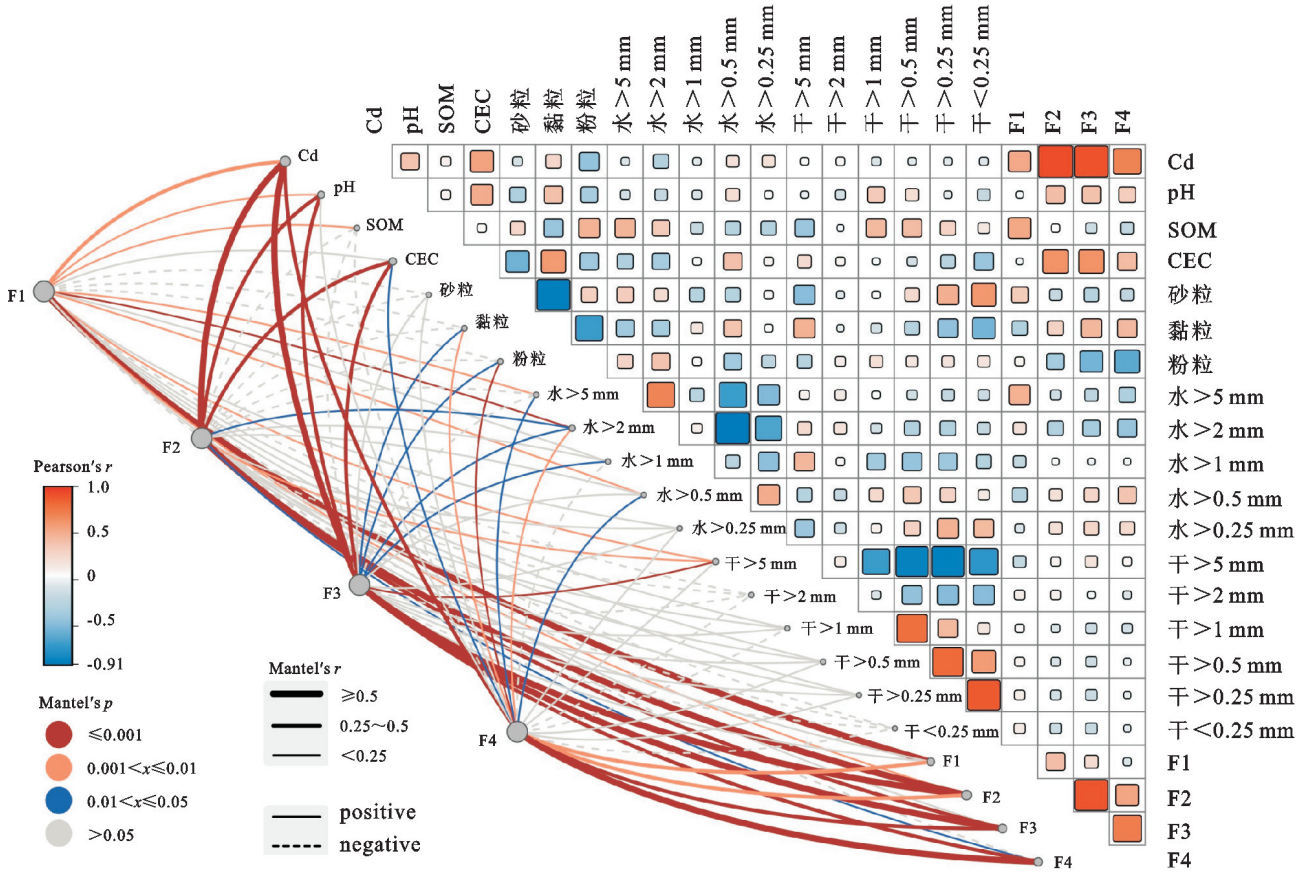


图 5 土壤理化性质与土壤 Cd 含量及形态相关性分析

Fig.5 Correlation analysis between cadmium concentration and speciation and soil physicochemical properties

3 讨 论

3.1 地质背景对土壤 Cd 含量的影响

土壤中 Cd 主要来源于自然源和人为源，变异系数可以反映人为活动对重金属含量的影响，变异系数越大，Cd 在土壤中的分布越不均匀，人类活动影响越大，而在本研究中，各层土壤 Cd 含量变异系数均＜1，属于中等变异，说明该区域内裂隙土壤 Cd 含量受人类活动干扰的影响较小。根据分析结果可知，裂隙各层土壤平均 Cd 含量均高于贵州省土壤背景值，结合罗慧等[20]研究表明，喀斯特地区土壤高 Cd 背景主要是由于碳酸盐岩 Cd 背景值高及其成土过程中物源继承关系造成土壤 Cd 的相对富集，石灰岩发育的土壤 Cd 含量显著高于其他母质成土土壤 Cd 含量，且该母质发育的土壤具有明显的物源继承性，土壤中的 Cd 呈现二次富集现象[21]。研究区内岩石类型主要为石灰岩，且采样点远离矿区和城镇建设区，避免因人为活动造成的污染。虽然研究区内存在农业生产活动，但我国农业生产所用的化肥、农药中的 Cd 含量少，利用率较低，对土壤中 Cd 的贡献率较低[22]。综上所述，裂隙土壤高 Cd 含量主要是由该地区地质高 Cd 背景导致。

3.2 土壤理化性质对 Cd 含量及形态的影响

3.2.1 土壤理化性质对 Cd 含量的影响 Cd 在土壤中的地球化学行为与土壤理化性质密切相关。本研究发现，裂隙土壤 Cd 含量主要受 CEC、pH、黏粒、粉粒和＞2 mm 水稳性团聚体影响，其中 Cd 含量受 CEC 的影响最大，与 Cd 含量呈极显著正相关，可能是因为土壤 CEC 增加，土壤中可交换阳离子增多，提高土壤对 Cd 的吸附能力[23]。

pH 与 Cd 含量呈极显著正相关，与前人[24]研究结果相同，pH 主要通过影响黏土矿物及土壤表面电荷而间接影响土壤 Cd 含量。研究区内裂隙土壤 pH 为 6.63～7.01，土壤整体偏中性，对 Cd 的富集具有一定的抑制作用[25]。土壤质地是影响 Cd 在土壤中分布的重

要因素,各粒级比例的变化导致 Cd 在土壤中的分布、形态产生差异。

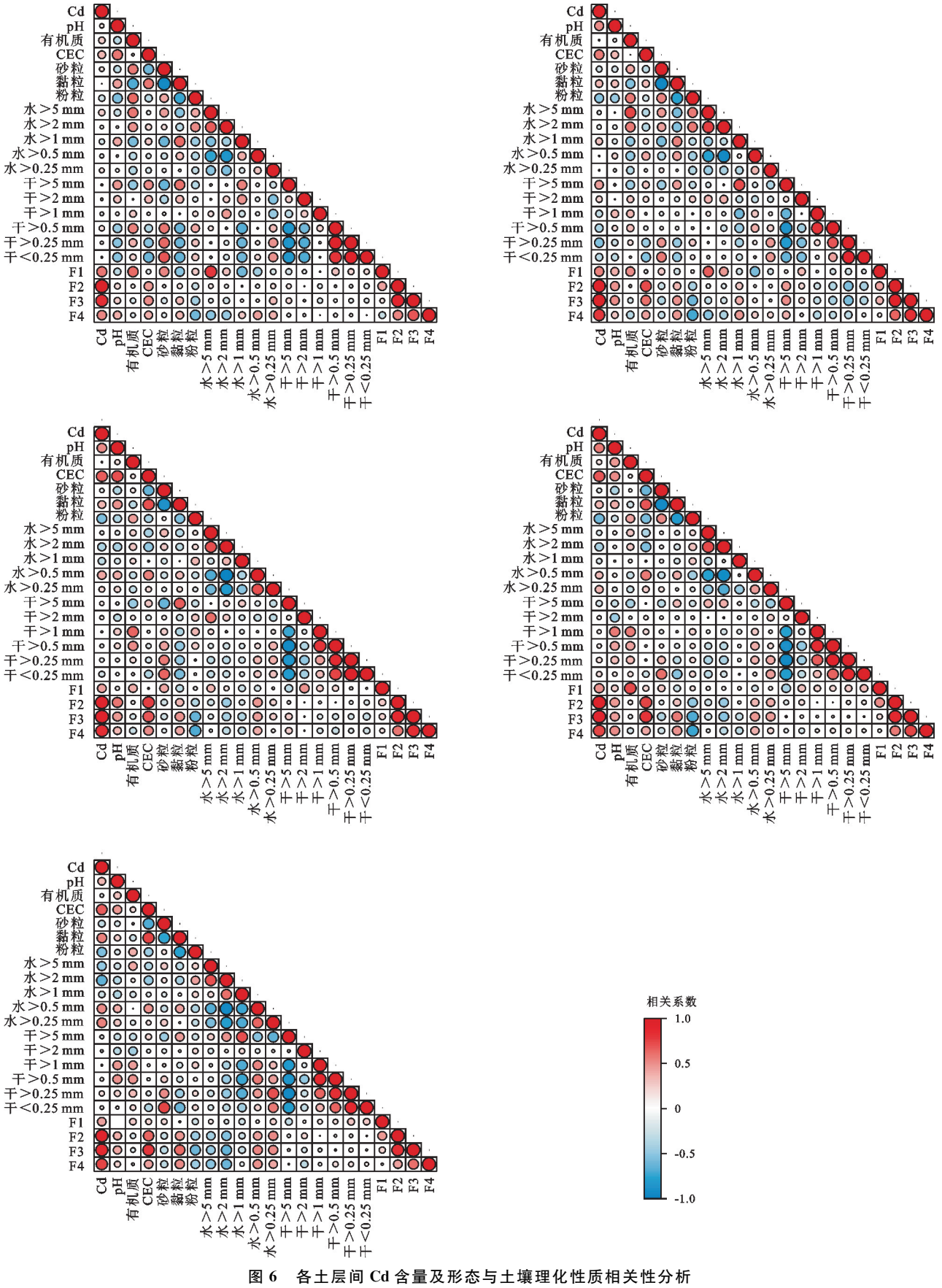


图 6　各土层间 Cd 含量及形态与土壤理化性质相关性分析

Fig.6　Correlation analysis between cadmium concentration and speciation and soil physicochemical properties across various soil layers

本研究中黏粒与 Cd 含量呈显著正相关,与 LUO 等[26]研究结果一致,由于黏粒具有较高的比表

面积和表面能，能够提供更多的吸附位点，从而增加Cd的吸附量。粉粒与Cd含量呈极显著负相关，可能与粉粒在土壤中所占比例以及物理特性相关。本研究中裂隙土壤黏粒含量约为粉粒含量的2倍，重金属更易聚集在细小土壤颗粒中，随着粒级的增大，颗粒的比表面积减少，减少Cd与颗粒表面的接触机会，因而降低粉粒对Cd的吸附率[27]。团聚体对Cd具有富集作用，不同粒级团聚体颗粒组成及表面积的差异导致其对Cd的富集能力不同，由于细颗粒团聚体具有较多的负电荷及较大的比表面积，因此能吸附更多的Cd[28]。本研究中Cd含量与>2 mm水稳性团聚体呈显著负相关($p<0.05$)，随着团聚体粒径减小，由负相关转变成正相关，虽未达显著，但相关性逐渐增强，与强瑀等[29]研究结果一致。土壤理化因子对Cd的分布和累积作用并不是单一的，而是多种因素交互作用的结果。从裂隙剖面各土层可看出，在不同深度影响Cd含量的主控因子并不相同，在0—20 cm表层土壤中Cd含量与各理化性质无显著相关性，推测裂隙表层土壤中Cd含量可能主要受土地利用方式和地表覆盖类型影响。土地利用类型是影响土壤Cd含量的重要因素，王雪雯等[8]研究不同土地利用类型对Cd含量的影响得出农用地>林地>荒地；王娟恒等[30]对3种不同土地利用类型土壤Cd含量进行分析得出建设用地>林地及未利用地>农用地。60—100 cm中Cd含量均受CEC含量的影响。由此可见，影响裂隙土壤中Cd的分布和累积的主控因子为CEC。

3.2.2 土壤理化性质对Cd形态分布的影响 本研究证实，裂隙土壤Cd的4种赋存形态受土壤理化因子影响，而这些因子的作用各有差异。裂隙剖面中弱酸提取态与有机质呈显著正相关，主要是因为有机质富含多种活性官能团，如羧基、羟基和羰基，这些官能团可作为Cd的载体，与Cd离子发生络合、配位反应，生成稳定的含Cd有机螯合物，增强Cd的生物有效性和可迁移性[31]。随着土层深度增加，有机质含量逐渐减少，弱酸提取态与有机质的相关性也逐渐降低，但在60—80 cm处呈极显著正相关，可能与pH降低相关，pH下降，酸性增加，残渣态等重金属形态向弱酸提取态转化，活性Cd含量增加[32]。在60—80 cm处，pH与残渣态呈显著正相关，pH降低，可促进残渣态的释放，导致残渣态含量降低[33]。除有机质外，弱酸提取态在0—40 cm处与砂粒呈正相关，与粉粒及>5 mm和>2 mm水稳性团聚体呈显著相关性，40—100 cm处则与其他理化性质无显著相关性。可还原态与可氧化态在0—20 cm土层中与土壤理化性质均无显著相关性，但在40—100 cm处均与CEC呈显著正相关，赵茹等[34]对土壤镉形态与CEC进行相关性分析得出，可氧化态镉与CEC呈显著负相关，可还原态与其呈显著正相关；而唐婵[35]在使用钝化剂后得出可还原态和可氧化态Cd与CEC无显著相关性。这些研究结论的差异性可能源于CEC对Cd形态的复杂作用，同时易受土壤其他环境因素的干扰。可氧化态在20—100 cm处与粉粒呈显著负相关，在80—100 cm层与黏粒呈显著正相关，是由于土壤黏粒含量增多，土壤有机质络合能力增强，重金属的可氧化态含量增加[36]。

3.3 其他因素对裂隙土壤中Cd含量与形态的影响

总Cd与各形态间呈极显著正相关，与潘泳兴等[36]研究结果相同。说明总Cd含量是控制各形态含量的主要因素，Cd累积量越大，各个形态Cd含量越高，但其中弱酸提取态含量与总Cd含量的相关性系数较小，说明有效态Cd含量主要受其他因素的影响。本研究中弱酸提取态在60—100 cm处与总Cd含量无显著相关性，而其形态含量主要与土壤理化性质相关，其他形态与土壤理化性质和总Cd的含量均有显著相关性，说明Cd的赋存形态差异是总Cd和土壤理化因子共同作用的结果。

本研究显示，漏斗形和梯形裂隙土壤Cd含量显著低于长方形裂隙土壤Cd含量，推测长方形裂隙可能更有利于Cd含量的累积。长方形裂隙土壤向下流失过程受重力作用和岩土界面摩擦力作用影响，但在降雨作用下岩土界面黏聚力降低，若裂隙下部空间充足，土壤易整体向下滑[10]，土壤携带的Cd随土层一起向下移动。底层80—100 cm处土壤Cd含量上升，可能与2个因素相关：一是受母质影响，研究区内主要为石灰岩，石灰岩发育的土壤较其他成土母质发育的土壤Cd含量偏高[21]；二是受侵蚀作用和淋溶作用影响。本次所调查的裂隙土壤主要为填充土壤，属于侵蚀沉积或塌积填充，侵蚀过程中土壤颗粒主要以黏粒和粉粒为主，填充在裂隙中的黏粒随着土层深度的增加占比越高，土壤黏粒可通过静电作用吸附镉离子，因此土壤中黏粒含量越高，对Cd的吸附能力越强。其次，在淋溶作用下Cd易随土壤颗粒、壤中流等从表层向深层迁移[37]，有机质、黏粒等有明显的下移现象，从而导致底层堆积，影响底层Cd含量。

4 结论

(1)裂隙剖面土壤Cd含量均超过背景值，且主要聚集在表层0—20 cm。Cd在剖面中的垂直分布

特征表现为表层高底层低,80—100 cm 土层为 Cd 含量垂直分布转折层。裂隙土壤中 Cd 赋存形态主要以可还原态为主,各形态在剖面中的垂直分布特征为可还原态随土层深度增加呈波浪式增加,残渣态随土层深度增加逐渐增加,弱酸提取态和可氧化态随土层深度增加而逐渐减少。

(2)土壤 Cd 含量主要受 CEC、pH、黏粒、粉粒及>2 mm 水稳性团聚体和>0.25 mm 抗机械性团聚体控制。在不同土层中,其主控因子不同,但均受 CEC 含量的影响。Cd 的赋存形态受土壤理化因子和 Cd 含量共同影响。不同土层中 Cd 形态的主控制因子不同,弱酸提取态的主控因子为有机质,可还原态的主控因子为 CEC,可氧化态的主控因子为 CEC、黏粒和粉粒,残渣态的主控因子为粉粒。

(3)裂隙土壤中 Cd 含量除受土壤理化性质影响外,还与其他影响因素相关。一是裂隙形态:漏斗形和梯形裂隙土壤 Cd 含量无显著性差异,但 2 种裂隙土壤 Cd 含量均与长方形裂隙土壤 Cd 含量差异显著,长方形裂隙可能更利于土壤 Cd 含量累积;二是侵蚀和淋溶作用促进土壤向下迁移,裂隙底部有机质、黏粒、pH 增加,土壤 Cd 含量增加。

参考文献:

[1] 赵其国,骆永明.论我国土壤保护宏观战略[J].中国科学院院刊,2015,30(4):452-458.
ZHAO Q G, LUO Y M. The macro strategy of soil protection in China[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2015,30(4):452-458.

[2] 全国土壤污染状况调查公报(2014 年 4 月 17 日)[J].环境教育,2014(6):8-10.
National Soil Contamination Survey Bulletin (April 17, 2014)[J]. Environmental Education,2014(6):8-10.

[3] 张信宝,王世杰,曹建华,等.西南喀斯特山地水土流失特点及有关石漠化的几个科学问题[J].中国岩溶,2010,29(3):274-279.
ZHANG X B, WANG S J, CAO J H, et al. Characteristics of water loss and soil erosion and some scientific problems on Karst rocky desertification in Southwest China Karst area [J]. Carsologica Sinica,2010,29(3):274-279.

[4] QIN W J, HAN D M, SONG X F, et al. Sources and migration of heavy metals in a Karst water system under the threats of an abandoned Pb-Zn Mine, Southwest China[J]. Environmental Pollution,2021,277:e116774.

[5] 戴全厚,严友进.西南喀斯特石漠化与水土流失研究进展[J].水土保持学报,2018,32(2):1-10.
DAI Q H, YAN Y J. Research progress of Karst rocky desertification and soil erosion in southwest China[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2018,32(2):1-10.

[6] 雷俐,魏兴琥,徐喜珍,等.粤北岩溶山地土壤垂直渗漏与粒度变化特征[J].地理研究,2013,32(12):2204-2214.
LEI L, WEI X H, XU X Z, et al. Vertical distribution of migration channels and grain-size change features of soil in Karst mountainous areas of northern Guangdong [J]. Geographical Research, 2013,32(12):2204-2214.

[7] 朱舒,李舒怡,鱼洋,等.关中平原农田土壤剖面重金属空间分布、影响因素、风险评价及源解析[J/OL].环境科学,2024,https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202403016.
ZHU S, LI S Y, YU Y, et al. Spatial distribution, influencing factors, risk assessment and source analysis of heavy metals in soil profile of farmland on the Guanzhong Plain[J/OL]. Environmental Science, 2024, https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202403016.

[8] 王雪雯,刘鸿雁,顾小凤,等.地质高背景与污染叠加区不同土地利用方式下土壤重金属分布特征[J].环境科学,2022,43(4):2094-2103.
WANG X W, LIU H Y, GU X F, et al. Distribution characteristics of heavy metals in soils affected by different land use types in a superimposed pollution area with high geological background[J]. Environmental Science, 2022,43(4):2094-2103.

[9] 罗谦,李英菊,秦樊鑫,等.铅锌矿区周边耕地土壤团聚体重金属污染状况及风险评估[J].生态环境学报,2020,29(3):605-614.
LUO Q, LI Y G, QIN F X, et al. Contamination status and risk assessment of heavy metals in soil aggregates of Pb-Zn mining area[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020,29(3):605-614.

[10] 彭旭东.喀斯特高原坡地浅层孔(裂)隙水土漏失过程及特征研究[D].贵阳:贵州大学,2019.
PENG X D. Study on the process and characteristics of water & soil leakage loss in shallow fissures on sloping lands of Karst Plateau[D]. Guiyang: Guizhou University,2019.

[11] YAN Y J, DAI Q H, YANG Y Q, et al. Effects of vegetation restoration types on soil erosion reduction of a shallow Karst fissure soil system in the degraded Karst areas of Southwestern China[J]. Land Degradation and Development, 2023,34(8):2241-2255.

[12] FANG T, YANG K, LU W X, et al. An overview of heavy metal pollution in Chaohu Lake, China: Enrichment, distribution, speciation, and associated risk under natural and anthropogenic changes[J]. Environmental Science and Pollution Research,2019,26(29):29585-29596.

[13] 王艺惠,文鑫,钟聪,等.桂西北岩溶地质高背景和矿业活动叠加区土壤剖面镉分布特征及生物有效性[J].地球科学与环境学报,2024,46(1):81-95.

WANG Y H, WEN X, ZHONG C, et al. Distribution characteristics and bioavailability of cadmium in soil profile from Karst high geological background and mining activities superimposed pollution area of northwest Guangxi, China[J].Journal of Earth Sciences and Environment,2024,46(1):81-95.

[14] 李焱秋,戴全厚,任青青,等.喀斯特浅层裂隙土壤垂向渗透性及影响因素[J].水土保持学报,2020,34(3):150-155.
LI Y Q, DAI Q H, REN Q Q, et al. Vertical permeability of Karst shallow fissure and its influencing factors [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34 (3):150-155.

[15] 熊佰炼,高扬,彭韬,等.喀斯特坡地浅层岩溶裂隙土壤团聚体稳定性与养分垂向变化特征[J].土壤学报,2021,58(6):1472-1485.
XIONG B L, GAO Y, PENG T, et al. Characteristics of vertical variation of soil aggregates stability and nutrients in shallow Karst fissures of Karst sloping fields[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021,58(6):1472-1485.

[16] 陈文轩,李茜,王珍,等.中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J].环境科学,2020,41(6):2822-2833.
CHEN W X, LI X, WANG Z, et al. Spatial distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2020,41(6):2822-2833.

[17] 刘南婷,刘鸿雁,吴攀,等.典型喀斯特地区土壤重金属累积特征及环境风险评价[J].农业资源与环境学报,2021,38(5):797-809.
LIU N T, LIU H Y, WU P, et al. Accumulation characteristics and environmental risk assessment of heavy metals in typical Karst soils[J].Journal of Agricultural Resources and Environment,2021,38(5):797-809.

[18] 罗舒玉,邓羽松,陈洪松,等.干湿交替条件下喀斯特峰丛洼地土壤裂隙发育规律[J].应用生态学报,2023,34(2):387-395.
LUO S Y, DENG Y S, CHEN H S, et al. Development law of soil cracks in Karst peak-cluster depressions under dry and wet alternations[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2023,34(2):387-395.

[19] 中华人民共和国环境保护部.固体废物 金属元素的测定电感耦合等离子体质谱法: HJ 766—2015[S].北京:中国环境科学出版社,2015.
Ministry of Ecology and Environment. HJ 766—2015 Solid Waste—Determination ofmetals—Inductively coupled plasma massspectrometry (ICP-MS) [S]. China Environmental Science Press,2015.

[20] 罗慧,刘秀明,王世杰,等.中国南方喀斯特集中分布区土壤Cd污染特征及来源[J].生态学杂志,2018,37(5):1538-1544.
LUO H, LIU X M, WANG S J, et al. Pollution characteristics and sources of cadmium in soils of the Karst area in South China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2018,37(5):1538-1544.

[21] 刘方,王金凤,朱健,等.地质条件制约对喀斯特区域土壤Cd累积及空间分布的影响[J].贵州大学学报(自然科学版),2021,38(3):10-16.
LIU F, WANG J F, ZHU J, et al. The influence of geological conditions on accumulation and spatial distribution of soil Cd in Karst area[J]. Journal of Guizhou University (Natural Sciences),2021,38(3):10-16.

[22] 米雅竹,梁家妮,周俊,等.典型冶炼厂大气沉降区农田耕层土壤重金属(Cd、Cu、Pb)输入输出平衡研究[J].土壤学报,2024,61(5):1339-1348.
MI Y Z, LIANG J N, ZHOU J,et al. Input and Output Balance of Heavy Metals(Cd, Cu, Pb) in Arable Soils in Atmospheric Deposition Area of Typical Smelter[J]. Acta Pedologica Sinica,2024,61(5):1339-1348.

[23] WU J Z, LI Z T, HUANG D, et al. A novel calcium-based magnetic biochar is effective in stabilization of arsenic and cadmium co-contamination in aerobic soils[J]. Journal of Hazardous Materials,2020,387:e122010.

[24] 梅雪,刘鸿雁,吴龙华,等.基于HDXRF和ICP-MS的黔西北土壤重金属空间分布及影响因素研究[J].土壤,2023,55(2):399-408.
MEI X, LIU H Y, WU L H,et al. Spatial Distribution of Soil Heavy Metal Contents and Influencing Factors in Northwest of Guizhou Based on HDXRF and ICP-MS [J].Soils,2023,55(2):399-408.

[25] 王文栋,任振武,张红英,等.新疆天山中部森林土壤重金属含量及其与土壤理化性质的相关性[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2021,49(3):47-56.
WANG W D, REN Z W, ZHANG H Y, et al. Soil heavy metal contents and correlations with soil physical and chemical properties in central Tianshan forest, Xinjiang[J].Journal of Northwest A&F University(Natural Science Edition),2021,49(3):47-56.

[26] LUO G F, HAN Z W, XIONG J, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of tailings in the Qinglong Dachang antimony mine, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(25): 33491-33504.

[27] HUANG B, YUAN Z J, LI D Q, et al. Effects of soil particle size on the adsorption, distribution, and migration behaviors of heavy metal(loid)s in soil: A review [J].Environmental Science Processes & Impacts,2020, 22(8):1596-1615.

[28] LI Y L, DONG S F, QIAO J C, et al. Impact of nanominerals on the migration and distribution of cadmium on soil aggregates[J].Journal of Cleaner Production,2020,262:e121355.

[29] 强瑀,李英菊,罗谦,等.典型铅锌矿区耕地土壤团聚体重金属含量与农作物含量相关性及其风险评价[J].环境科学,2021,42(12):5967-5976.
QIANG Y, LI Y J, LUO Q, et al. Relationship characteristics and risk assessment of heavy metal contents in soil aggregates and in crops around a typical Pb-Zn mining area [J].Environmental Science, 2021,42(12):5967-5976.

[30] 王娟恒,温汉辉,蔡立梅,等.广东揭阳土壤镉含量的空间分布特征及影响因素[J].现代地质,2020,34.(1):88-96.
WANG J H, WEN H H, CAI L M,et al. Spatial Distribution Characteristics and Influencing Factors of Soil Cadmium Content in Jieyang of Guangdong Province[J]. Geoscience,2020,34.(1):88-96.

[31] 李颢,陈敬龙,段华泰,等.工业和农业污染稻田土壤重金属的赋存形态及水稻吸收运移比较[J].土壤通报,2022,53(1):204-212.
LI H, CHEN J L, DUAN H T, et al. Comparison of the forms of heavy metals and the absorption and transport by rice between industrial and agricultural contaminated paddy soils[J].Chinese Journal of Soil Science, 2022,53(1):204-212.

[32] 朱煊,马红艳,石秀顶,等.电动修复对土壤铅形态及伴矿景天铅富集的影响[J].土壤通报,2024,55(3):852-861.
ZHU X, MA H Y, SHI X D, et al. Effect of electrokinetic remediation on lead form in soil and the enrichment of sedum plumbizincicola[J].Chinese Journal of Soil Science,2024,55(3):852-861.

[33] 凌云,刘汉燚,张小婷,等.西南地区典型土壤酸化特征及其与重金属形态活性的耦合关系[J].环境科学,2023,44(1):376-386.
LING Y, LIU H Y, ZHANG X T, et al. Characteristics of typical soil acidification and effects of heavy metal speciation and availability in southwest China[J].Environmental Science, 2023,44(1):376-386.

[34] 赵茹,邵国胜,胡钧铭,等.南方喀斯特矿区稻田土壤镉污染的原位营养修复效果研究[J].中国农学通报,2024,40(23):75-80.
ZHAO R, SHAO G S, HU J M, et al. Preliminary study on effect of cadmium contaminated in paddy fields of Karst mining area *In-situ* remediation[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin,2024,40(23):75-80.

[35] 唐婵.生物炭基复合钝化材料对镉污染土壤的钝化效应[D].成都:四川农业大学,2020.
TANG C. The immobilization effect of biochar-basedcompound amendment materials on Cdcontaminated soils[D]. Chengdu: Sichuan Agricultural University,2020.

[36] 潘泳兴,陈盟,王櫹橦.典型铅锌矿流域土壤重金属累积与分布的影响因素分析[J].环境科学,2023,44(11):6071-6084.
PAN Y X, CHEN M, WANG X T. Analysis of influencing factors on the accumulation and distribution of heavy metals in soil of a typical lead-zinc mine watershed [J].Environmental Science,2023,44(11):6071-6084.

[37] 陈佳,范萍萍,龙文涛,等.土壤侵蚀对重金属迁移的作用规律与机制研究进展[J].水土保持研究,2024,31(1):460-470.
CHEN J, FAN P P, LONG W T, et al. Research progress in mechanism of impact of soil erosion on heavy metal migration[J].Research of Soil and Water Conservation,2024,31(1):460-470.